

Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala

• Rafaela María Laino-Guanes* •
El Colegio de la Frontera Sur, México

*Autor de correspondencia

• Ricardo Bello-Mendoza •
University of Canterbury, New Zealand

• Mario González-Espinosa • Neptalí Ramírez-Marcial •
El Colegio de la Frontera Sur, México

• Francisco Jiménez-Otárola •
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica

• Karim Musálem-Castillejos •
El Colegio de la Frontera Sur, México

Resumen

Laino-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (julio-agosto, 2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(4), 61-74.

Se presenta una evaluación sobre la concentración de metales pesados en la cuenca alta del río Grijalva en microcuencas cuyos ríos abastecen de agua a comunidades de la región fronteriza México-Guatemala por sus posibles riesgos para la salud humana. Además, en virtud de las acciones actuales de prospección y del interés por el desarrollo de la minería en el futuro próximo, este estudio puede brindar valores de referencia sobre los cuales se pueda evaluar el impacto ambiental de tales actividades en la región. Se evaluó el contenido de metales (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) en agua superficial y en sedimentos durante la época de lluvias (agosto de 2011 y junio de 2012) y en época seca (enero de 2012 y diciembre de 2012) en las cuencas de los ríos Xelajú y Bacantón, así como en las subcuencas de los ríos Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal. Los resultados fueron contrastados con las normativas correspondientes de México y Canadá, y también, en el caso de los sedimentos, con los niveles de fondo de referencia para los Estados Unidos de América. Las concentraciones de Hg rebasaron los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en ambas normas y niveles de referencia revisados tanto en época de lluvias como en la seca. Los resultados sugieren que la descarga de aguas residuales de la ciudad de Motozintla de Mendoza al río Xelajú explica parcialmente el incremento de la concentración de Hg tanto en las aguas como en los sedimentos. Las concentraciones detectadas de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn fueron mínimas y no sobrepasaron los LMP en la norma mexicana; sin embargo, en algunos casos rebasaron los LMP establecidos en la norma canadiense y en los valores de referencia de los Estados Unidos.

Palabras clave: mercurio, ríos, minería, Motozintla de Mendoza.

Abstract

Laino-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (July-August, 2015). Metal Concentrations in Water and Sediments in the Upper Grijalva River Basin, Mexico-Guatemala border. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(4), 61-74.

This work presents an evaluation of heavy metal concentrations in the upper Grijalva River basin, in micro-basins with rivers that supply water to communities on the Mexico-Guatemala border, representing a possible risk to human health. In addition, given current prospecting activities and interest in developing mining in the near future, this study can provide reference values with which to evaluate the environmental impact of these activities in the region. Metal contents (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn) were evaluated in surface water and in sediments during the rainy season (August 2011 and June 2012) as well as the dry season (January 2012 and December 2012) in the Xelaju and Bacanton River basins, as well as in the sub-basins of the Allende, Buenos Aires, Molino and Carrizal Rivers. The results were compared with norms corresponding to Mexico and Canada, and in the case of sediments, also with background reference levels in the United States. Concentrations of Hg exceeded the maximum allowable limits established by both norms and the reference levels mentioned, during both the rainy and dry seasons. The results suggest that wastewater from the city of Motozintla de Mendoza discharged into the Xelaju River partially explains the increase in Hg concentrations in the water and sediments. The concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn detected were minimal and did not exceed maximum limits allowed by Mexican norms, although in some cases they exceeded those established by Canadian norms and the United States reference values.

Keywords: Mercury, rivers, mining, Motozintla de Mendoza.

Recibido: 28/03/2014
Aceptado: 31/03/2015

Introducción

A pesar de que algunos metales son esenciales para los seres vivos, en altos niveles de exposición provocan efectos dañinos a la salud humana, así como a la flora y fauna (García-García, Pedraza-Garciga, Montalvo, Martínez, & Leyva, 2012; Jiménez-Cisneros, 2001; White & Rasmussen, 1998). Debido a su alto potencial tóxico, el As, Cd, Cr, Hg y el Pb son tomados en cuenta de forma particular y están considerados como contaminantes altamente peligrosos; sin embargo, otros metales como el Cu y el Zn también pueden resultar tóxicos si exceden ciertos niveles de concentración (Esteves, Gil, & Harvey, 1996; García-García *et al.*, 2012; Soto-Cruz, Carrillo-Chávez, & Suárez-Sánchez, 2011). Algunos metales tienden a acumularse en organismos acuáticos ("bioacumulación") y alcanzan concentraciones sucesivamente mayores al ascender los niveles tróficos, lo que representa un riesgo para la salud de las personas que los consumen (Pérez-Cruz, Rangel-Ruiz, & Gamboa-Aguilar, 2013). Se ha observado, por ejemplo, que los efectos del Hg pueden verse intensificados al acumularse este metal en los tejidos de los peces (Jiménez-Cisneros, 2001). Estudios realizados con especies marinas advierten sobre tal efecto acumulativo y su transferencia en la cadena trófica, y afirman que varios metales pesados pueden ser considerados como agentes genotóxicos (Haesloop & Schirmer, 1985; Sánchez-Galan, Linde, Ayllon, & García-Vázquez, 2001). Un ejemplo de la transferencia de metales en la cadena trófica se reporta en la parte media de la cuenca del río Pilcomayo, en Bolivia, donde se detectaron altas concentraciones de metales en el cabello de los habitantes de las orillas de la cuenca, atribuibles al consumo de pescado y del agua del río; este río sufre contaminación por la explotación de minerales en la parte alta de la cuenca (Smolders, Archer, Stassen, Llanos-Cavero, & Hudson-Edwards, 2006).

Los desechos domésticos, agrícolas e industriales constituyen también fuentes principales de contaminación por metales pesados en los cuerpos de agua (Castro & Valdés, 2012). La

determinación de las concentraciones naturales y de los aportes de origen antrópico de los metales pesados permite evaluar el nivel en que se encuentra afectada una zona determinada. Para este propósito es indispensable analizar tanto el agua como los sedimentos (Villanueva & Botello, 1992), debido a que los metales tienden a depositarse en los sedimentos de los ríos (Soto-Cruz *et al.*, 2011), aun cuando las concentraciones en agua sean bajas (Leal-Ascencio, Miranda, Sánchez, Prieto-García, & Gordillo, 2009; Szalinska, Haffner, & Drouillard, 2007). Los ríos constituyen una de las principales vías de transporte de metales a las zonas costeras, al ser transportados en el arrastre de materiales desde la cuenca media y alta (Zhang *et al.*, 1992). Los efectos de los metales pesados en los ecosistemas marinos son de particular interés, porque son contaminantes que persisten en los sedimentos y pueden ser liberados en el agua, quedando disponibles para la biota marina, lo cual representa una potencial amenaza para el funcionamiento del ecosistema (Visviki & Rachlin, 1991).

Estudios realizados en la cuenca media y baja del río Grijalva confirman la presencia de metales pesados tanto en las aguas como en los sedimentos de ríos y lagos que conforman la cuenca (Leal-Ascencio *et al.*, 2009; Pérez-Cruz *et al.*, 2013), así como en la desembocadura de este río en el Golfo de México (Rosales-Hoz, Carranza-Edwards, Santiago-Pérez, Méndez-Jaime, & Doger-Badillo, 1994; Vázquez, Elias, Aguayo, & Baeza, 1996; Villanueva & Botello, 1992). Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre la presencia de metales en la parte alta de la cuenca (Alvarado-Arcia, Ilizaliturri-Hernández, Martínez-Salinas, & Torres-Dosal, 2014), lo cual es relevante para comprender el origen de dichos contaminantes y su dinámica a lo largo de toda la cuenca.

Por otra parte, en la cuenca alta del río Grijalva, tanto en México como en Guatemala, existen recursos minerales de gran interés para las empresas mineras (Copae, 2010; Roblero-Morales, 2011). En el Programa Nacional de Desarrollo Minero 2001-2006 de México, publicado en el

Diario Oficial de la Federación el 24 de noviembre de 2003, se afirma que en Chiapas existe un vasto potencial minero sin aprovechar. Durante 2010 se otorgaron 112 concesiones mineras en territorio chiapaneco (Roblero-Morales, 2011). Según el Sistema de Administración Minera de México, las concesiones en la parte alta del río Grijalva serían para la explotación de oro, plata, plomo, cobre y fosfato trisódico (SIAM, 2015). La extracción de estos minerales podría causar contaminación por mercurio, arsénico, plomo y otros productos asociados con la minería, dependiendo del proceso utilizado y del manejo de los residuos (Alpers, Myers, Millsap, & Regnier, 2014; Pinedo-Hernández, Marrugo-Negrete, & Diez, 2014; PNUMA, 2002; UNEP, 2013).

Ante este panorama, Alvarado-Arcia *et al.* (2014) advierten sobre la posibilidad de que la actividad minera aumente en los próximos años y con ella las repercusiones ambientales inherentes. La extracción minera provoca riesgos para la salud humana y disturbios al ambiente, generando suelos con limitaciones físicas, químicas y biológicas para el establecimiento de la vegetación y otros organismos (Puga, Sosa, Lebgue, Quintana, & Campos, 2006). La minería a cielo abierto es una de las industrias de más alto riesgo en el mundo tanto para quienes trabajan en ella, por los insumos que utiliza, como para las personas que viven en las comunidades aledañas, por el uso irracional de algunos recursos naturales como el agua, así como por los impactos extremos que genera (Copae, 2010; Osores-Plenge, Rojas-Jaimes, & Manrique-Lara-Estrada, 2012). Además de lo anterior, una vez que cesan las explotaciones mineras, a menudo los sitios quedan abandonados e impactan de manera negativa en la calidad de las aguas, suelos y aire de los ecosistemas que los contienen y la afectación al medio ambiente continúa en tanto no se tomen las medidas de remediación y saneamiento de los sitios (Kirschbaum, Murray, Arnosio, Tonda, & Cacciabue, 2012).

Este estudio pretende establecer una línea base en relación con la concentración de metales pesados, situación poco estudiada en la región. Como la presencia de metales en los ecosistemas

responde también a causas naturales, los valores presentados en este estudio podrían aportar al entendimiento de los niveles de fondo (o *background levels*) y construir un punto de referencia que pueda ser utilizado para evaluar si ha ocurrido o no una liberación de alguna sustancia contaminante en el futuro, en previsión de las posibles explotaciones mineras.

Los objetivos de este estudio son: (1) evaluar la presencia de metales en agua y sedimentos en seis tributarios del río Grijalva en la parte alta de la cuenca (frontera entre México y Guatemala); y (2) identificar si las aguas residuales de Motozintla de Mendoza (Chiapas), principal centro urbano en el área de estudio, contribuyen a la contaminación por metales pesados en el río receptor de estos desechos y si esto puede representar un riesgo potencial para las comunidades aguas abajo de la cuenca. Para ello se analiza la presencia de metales en los tributarios más importantes del río Xelajú, tres de los cuales constituyen la principal fuente de abastecimiento de agua para la población de Motozintla de Mendoza.

Métodos

Área de estudio

El área de estudio está conformada por las cuencas del río Xelajú y del río Bacantón, ubicadas en la frontera entre México y Guatemala, en la parte alta de la cuenca del río Grijalva (figura 1). La cuenca del río Xelajú se localiza en territorio mexicano, y ocupa parte de los municipios de Motozintla de Mendoza y de Mazapa de Madero en el estado de Chiapas. El río Bacantón nace en Guatemala, en el municipio Tacaná, departamento de San Marcos, y atraviesa la frontera con México en el municipio de Mazapa de Madero en Chiapas. Estos ríos son tributarios del río Grijalva, que desemboca en el Golfo de México, en el estado de Tabasco. La ciudad de Motozintla de Mendoza está ubicada en el centro de la cuenca del río Xelajú, cuyos principales tributarios son los ríos Allende, Buenos Aires y La Mina, que nacen al sur de la ciudad, y los

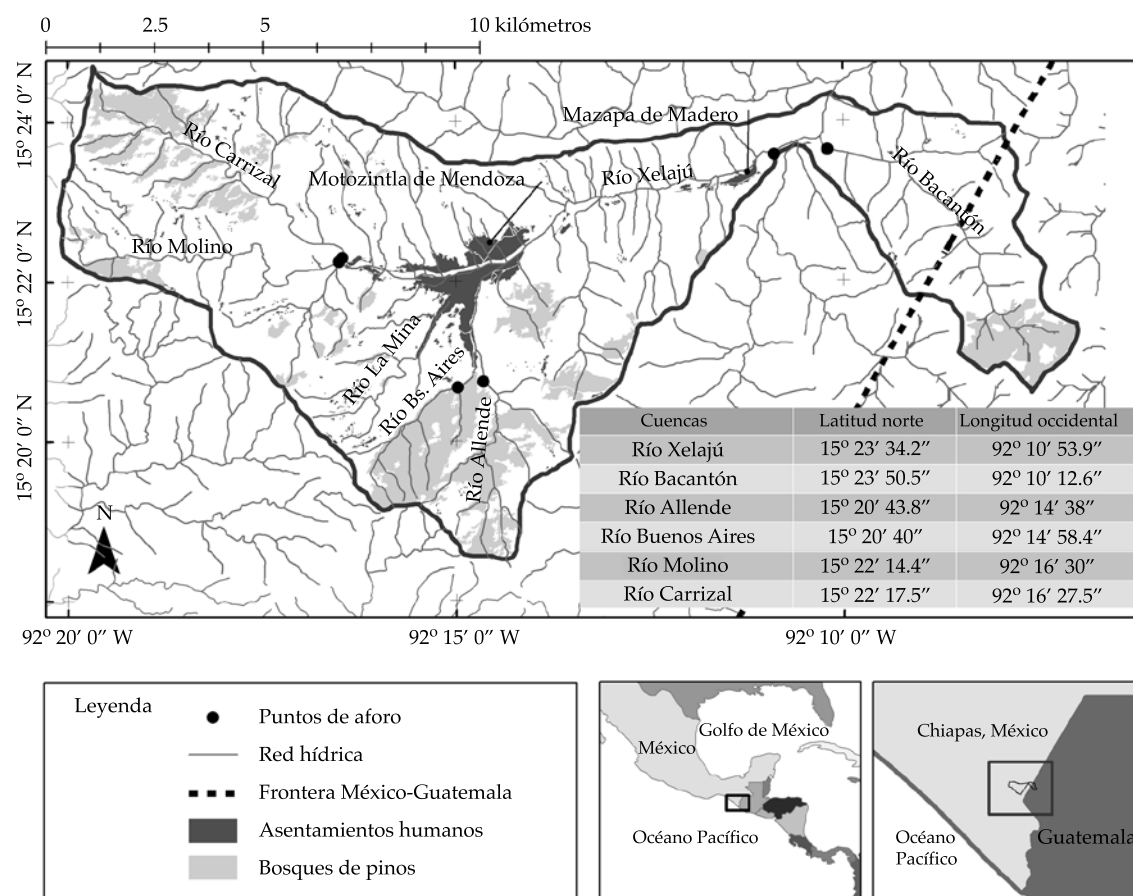


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, coordenadas geográficas de los puntos de aforo de las cuencas de los ríos Xelajú y Bacantón, y de las subcuencas de los ríos Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal, en la frontera entre México y Guatemala.

ríos Molino y Carrizal, que nacen al oeste de la misma. Dentro de la cuenca del río Xelajú se delimitaron las subcuencas de los ríos Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal, con el objetivo de detectar la presencia de metales pesados en sedimentos y en agua, antes y después de que los cauces hídricos atravesasen la ciudad de Motozintla de Mendoza.

La cuenca del río Xelajú tiene una superficie de 9 728 hectáreas y cerca de 33 068 habitantes (incluye a la ciudad de Motozintla de Mendoza con 23 755 habitantes). La cuenca del río Bacantón tiene 1 968 hectáreas y una población estimada de 2 321 habitantes (746 del lado mexicano y 1 575 del lado guatemalteco). Las subcuencas de los ríos Allende, Buenos Aires,

Molino y Carrizal tienen superficies de 884, 532, 1 146 y 1 693 hectáreas, y poblaciones estimadas de 563, 179, 1 498 y 1 751 habitantes, respectivamente (Laino-Guanes, Musálem-Castillejos, González-Espinosa, & Ramírez-Marcial, 2014).

La ciudad de Motozintla de Mendoza se abastece de agua superficial, principalmente de los ríos Allende, Buenos Aires y Carrizal, en tanto que las aguas residuales municipales son vertidas al río Xelajú sin recibir ningún tipo de tratamiento. Las otras comunidades de menor población, por lo general también se abastecen de fuentes superficiales de agua y vierten sus aguas residuales domésticas en terrenos propios contiguos a sus viviendas o en arroyos cercanos, y depositan las aguas negras de origen sanitario

en fosas sépticas. La mayor parte de las familias de Motozintla de Mendoza y el resto de las poblaciones rurales que habitan la zona de estudio viven en condiciones de alta pobreza, marginación y fuerte deterioro de los recursos naturales (Caballero *et al.*, 2006; Ordóñez, 2010).

La zona de estudio es de alta sismicidad debido a fallas geológicas (Plascencia-Vargas, González-Espinosa, Ramírez-Marcial, Álvarez-Solis, & Musálem-Castillejos, 2014). El sistema de fallas de Polochic-Motagua cruza a través del valle de Motozintla, donde aflora un complejo vulcano-plutónico que descansa tectónicamente sobre sedimentos mesozoicos parcialmente erosionados (Carfantan, 1977). La litología superficial de la zona está constituida por rocas sedimentarias, vulcano-sedimentarias, ígneas intrusivas y extrusivas, y metamórficas (INEGI, 1980; MAGA, 2005).

La temporada de lluvias se extiende desde mayo hasta octubre, y la temporada seca ocurre entre noviembre y abril. La precipitación media anual en la estación meteorológica de Motozintla de Mendoza (15° 22' 00" latitud norte; 92° 15' 30" longitud oeste; 1 210 m de altitud) es de 822 mm y en la estación de Buenos Aires (15° 19' 57" latitud norte; 92° 16' 03" longitud oeste; 1 720 m de altitud) es de 1 278 mm, de acuerdo con datos históricos (desde el año 1978 para la estación de Motozintla de Mendoza y desde el año 1982 para la de Buenos Aires) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2011).

Obtención de muestras y determinación de metales pesados

Se realizó la determinación cuantitativa de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn en agua y en sedimentos en el punto de aforo de las dos cuencas y de las cuatro subcuencas, cuyas coordenadas geográficas se presentan en el mapa de ubicación del área de estudio (figura 1). Se recolectaron en total 19 muestras simples de agua, usando para ello recipientes de plástico (polipropileno) de un litro con cierre hermético. Primero, se tomaron muestras en época de lluvias (agosto de 2011 y junio de 2012) y en

época de secas (enero de 2012) para el análisis de todos los metales. Posteriormente, como los resultados indicaron ausencia o cantidades ínfimas de estos elementos, con excepción del Hg, solamente este elemento fue analizado una vez más en diciembre de 2012. La obtención de las muestras en época de lluvias se realizó con un mínimo de 48 horas después de la última precipitación, con el fin de asegurar caudales base en todos los casos y prevenir mediciones provenientes de caudales pico en las cuales el arrastre de sedimentos podría ocasionar distorsión en los resultados.

Los cauces de dos de los ríos estudiados (Molino y Carrizal) se secaron por completo en la época de estiaje, por lo que no se obtuvieron muestras de agua. Asimismo, al borde de los mismos sitios donde se tomaron las muestras de agua, se realizó la recolección de las muestras de sedimentos en época de lluvias (junio de 2012), cuando todos los ríos presentaron caudal; se obtuvieron muestras con predominancia de arcillas o limo debido a que los metales tienden a acumularse en las partículas de menor tamaño depositadas en los lechos de los ríos (Pérez-Carreras, Moreno-García, & González-Parra, 1995; Singh, Hasnain, & Banerjee, 1999). Las muestras de sedimento fueron colectadas en recipientes de vidrio borosilicato con cierre hermético. En cada punto de aforo se colectó una muestra de un litro de sedimento superficial entre 0 y 15 cm de profundidad, compuesta por cinco submuestras. Las muestras de agua y de sedimentos se mantuvieron refrigeradas durante su traslado a los laboratorios.

La determinación analítica de Cr, Cu, Ni, Pb y Zn se hizo siguiendo la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. En los muestreos de agosto de 2011 y enero de 2012 se utilizó el método espectrofotométrico de absorción atómica con atomización con flama; los límites de cuantificación (LC) para los análisis de agua fueron los siguientes: para el Cr, Cu y el Ni de 200 µg/l; para el Pb de 190 µg/l, y para el Zn de 340 µg/l. Para el muestreo de junio de 2012 se utilizó un horno de grafito con mayor precisión; en este caso, los LC para los análisis de agua

fueron los siguientes: para el Cr de 10 µg/l, para el Cu y el Pb de 5 µg/l, para el Ni de 20 µg/l; la determinación del Zn no se realizó pues no se alcanzó la sensibilidad necesaria en el equipo. Los LC para los análisis de sedimento fueron para el Cr y el Ni de 5 mg/kg, para el Cu de 10 mg/kg, para el Pb de 0.2 mg/kg y para el Zn de 2 mg/kg. El espectrofotómetro de absorción atómica usado fue de marca VARIAN modelo SpectrAA220 y el horno de grafito VARIAN modelo GTA110. Para el control de calidad se utilizaron tres procedimientos: (1) uso de material de referencia certificado WasteWaterTM Trace Metals, lote P192-500 de la marca ERA, (2) análisis de muestra por triplicado y (3) análisis de blanco de reactivo.

Los análisis de As, Cd y Hg fueron realizados con un espectrofotómetro de absorción atómica, marca GBC modelo AVANTA PM, con flama y generador de hidruros marca GBC, modelo HG 3000. Las muestras fueron previamente procesadas con un digestor semi-micro Kjeldahl de seis plazas marca LABCONCO. Los LC para los análisis de agua fueron para el As y el Hg de 0.05 µg/l, y para el Cd de 0.4 µg/l. Los LC para los análisis de sedimento fueron para el As de 0.18 mg/kg, para el Cd de 1.73 mg/kg y para el Hg de 0.25 mg/kg. Para cada parámetro se analizaron cuatro blancos de tratamiento y un triplicado para control de calidad. Asimismo, se hizo un triplicado de material de referencia certificado. Se siguieron los procedimientos según ET-QU03 de determinación de metales pesados por EAA (2008).

Además, se recolectaron muestras de agua en cada punto de muestreo para medir la du-

reza total (mg CaCO₃/l) a través de la técnica volumétrica por titulación ácido-base según el método 2340 C de la APHA (1998).

Límites máximos permisibles por las normas mexicana y canadiense, y niveles de referencia para EEUU

Las concentraciones de metales en agua se compararon con las especificaciones de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1 (1994) que fija los Límites Máximos Permisibles (LMP) de calidad de agua para uso y consumo humano; esta legislación no incluye al Ni. También se consideraron las Guías de Calidad Ambiental Canadiense (CEQG, por sus siglas en inglés, *Canadian Environmental Quality Guidelines*), que establece parámetros de calidad de agua para la protección de la vida acuática referentes a la presencia de metales en aguas continentales. Las guías canadienses no incluyen al Cr total y para el caso del Cu, Ni y Pb proponen utilizar fórmulas basadas en la dureza del agua para calcular los valores guía (ver LMP y fórmulas en el cuadro 1).

En México no existen normas que establezcan LMP para metales en sedimentos; por lo tanto, los resultados de este estudio se compararon con la Norma Oficial Mexicana de Criterios para la Determinación de Suelos Contaminados por Metales Pesados (NOM-147-SEMARNAT/SSA1, 2004). Esta legislación no incluye valores de Cr total (sólo hexavalente), Cu ni Zn. También se utilizaron las guías canadienses CEQG que establecen valores de referencia de metales en sedimentos de cuerpos de agua continental.

Cuadro 1. Límites permisibles para metales en agua establecidos por la norma mexicana (NOM) y canadiense (CEQG).

Norma	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	(µg/l)							
NOM	50	5	50	2000	1	-	25	5 000
CEQG	5	0.09	-	$e^{0.8545 [\ln(\text{dureza})]} - 1.465 * 0.2 \mu\text{g/l}$	0.026	$e^{0.76 [\ln(\text{dureza})]} + 1.06 \mu\text{g/l}$	$e^{1.273 [\ln(\text{dureza})]} - 4.705 \mu\text{g/l}$	30

NOM: Norma Oficial Mexicana-127-SSA1-1994, que fija límites permisibles de calidad de agua para uso y consumo humano.

CEQG: Guías de Calidad Ambiental Canadiense (por sus siglas en inglés, *Canadian Environmental Quality Guidelines*), que establecen parámetros de calidad de agua para la protección de la vida acuática referentes a la presencia de metales en aguas continentales.

Estas guías no incluyen al Ni y para el As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn establece dos valores: (1) el llamado Guía Provisional de Calidad del Sedimento (ISQG, por sus siglas en inglés, *Interim Sediment Quality Guideline*), que representa la concentración por debajo de la cual no se espera que ocurran efectos biológicos adversos, y (2) el llamado Nivel de Efecto Probable (PEL, por sus siglas en inglés, *Probable Effect Level*), que es la concentración sobre la cual aparecen con frecuencia efectos biológicos adversos. Finalmente, se compararon los resultados de metales en sedimentos con los niveles de fondo (*background levels*) establecidos en la tabla de referencia (*Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment*) emitida por la Administración Oceanográfica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés, *National Oceanic and Atmospheric Administration*). Ver LMP y niveles de referencia en el cuadro 2.

Resultados y discusión

Se detectó la presencia de Hg en todas las cuencas (cuadro 3). En la época de lluvias, en agosto de 2011, las concentraciones resultaron no cuantificables; el LC (límite de cuantificación) del método de análisis utilizado fue inferior al LMP (límite máximo permisible) establecido por

la norma mexicana, pero superior al LMP de la norma canadiense. En junio de 2012, las concentraciones de Hg en todos los ríos, excepto en el río Molino, sobrepasaron el LMP, según la norma mexicana y la canadiense. En época seca, los ríos Molino y Carrizal no presentaron caudal, mientras que en los ríos Allende y Buenos Aires las concentraciones de Hg resultaron no cuantificables según el método de análisis. En enero de 2012 se encontraron las concentraciones de Hg más elevadas en los ríos Xelajú y Bacantón, 3.26 µg/l y 2.58 µg/l, respectivamente; estos valores sobrepasan los LMP de las normas mexicana y canadiense. En diciembre de 2012, los valores de Hg encontrados en los ríos Xelajú y Bacantón sobrepasaron el LMP de la norma canadiense, pero no el de la norma mexicana (ver LMP en el cuadro 1).

En todas las cuencas, las concentraciones de Cu, Pb y Zn resultaron no cuantificables según el método de análisis, con excepción de: (1) junio de 2012, cuando en el río Carrizal se detectó 21 µg/l de Cu; este valor es inferior al LMP de la norma mexicana, pero superior al LMP de la norma canadiense, calculado a partir de la dureza del agua; (2) junio de 2012, cuando en los ríos Xelajú y Carrizal se detectaron 10 y 12 µg/l de Pb, respectivamente; estos valores son inferiores a los LMP de la norma mexicana, pero superiores a los LMP

Cuadro 2. Límites permisibles para metales en sedimentos establecidos por la norma mexicana (NOM) y canadiense (CEQG), y niveles de fondo de referencia para Estados Unidos (NOAA, 1999).

Norma		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		(mg/kg)							
NOM		22	37	-	-	23	1 600	400	-
CEQG	ISQG	5.9	0.6	37.3	35.7	0.17	-	35	123
	PEL	17	3.5	90	197	0.486	-	91.3	315
NOAA		1.1	0.1-0.3	7-13	10-25	0.004-0.051	9.9	4-17	7-38

NOM: Norma Oficial Mexicana-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar suelos contaminados por metales.
CEQG: Guías de Calidad Ambiental Canadiense (por sus siglas en inglés, *Canadian Environmental Quality Guidelines*) para sedimentos de cuerpos de agua continental.

ISQG: Guía Provisional de Calidad del Sedimento (por sus siglas en inglés, *Interim Sediment Quality Guideline*).

PEL: Nivel de Efecto Probable (por sus siglas en inglés, *Probable Effect Level*).

NOAA: Administración Oceanográfica y Atmosférica de los Estados Unidos de América (por sus siglas en inglés, *National Oceanic and Atmospheric Administration*), niveles de fondo (*background levels*) de la tabla de referencia (*Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment*).

Cuadro 3. Concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y de Zn en agua de los ríos Xelajú, Bacantón, Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal en época de lluvias (agosto de 2011 y junio de 2012) y en época seca (enero de 2012 y diciembre de 2012 para el caso del Hg).

Cuenca	As (µg/l)			Cd (µg/l)			Cr (µg/l)			Cu (µg/l)		
	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012
Río Xelajú	0.55	1.48	< 0.05	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 200	< 200	< 10	< 200	< 200	< 5
Río Bacantón	0.42	0.70	< 0.05	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 200	< 200	< 10	< 200	< 200	< 5
Río Allende	< 0.05	0.16	< 0.05	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 200	< 200	< 10	< 200	< 200	< 5
Río Buenos Aires	0.21	0.96	< 0.05	< 0.4	< 0.4	< 0.4	< 200	< 200	< 10	< 200	< 200	< 5
Río Molino	< 0.05	Cauce seco	< 0.05	< 0.4	Cauce seco	< 0.4	< 200	Cauce seco	< 10	< 200	Cauce seco	< 5
Río Carrizal	< 0.05	Cauce seco	< 0.05	< 0.4	Cauce seco	< 0.4	< 200	Cauce seco	< 10	< 200	Cauce seco	21

Cuadro 3 (continuación). Concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y de Zn en agua de los ríos Xelajú, Bacantón, Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal en época de lluvias (agosto de 2011 y junio de 2012) y en época seca (enero de 2012 y diciembre de 2012 para el caso del Hg).

Cuenca	Hg (µg/l)				Ni (µg/l)			Pb (µg/l)			Zn (µg/l)	
	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Dic. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012	Jun. 2012	Ago. 2011	Ene. 2012
Río Xelajú	< 0.05	3.26	2.17	0.07	< 200	< 200	< 20	< 190	< 190	10	< 340	< 340
Río Bacantón	< 0.05	2.58	1.13	0.06	< 200	< 200	< 20	< 190	< 190	< 5	440	< 340
Río Allende	< 0.05	< 0.05	1.51	< 0.05	< 200	< 200	< 20	< 190	< 190	< 5	< 340	< 340
Río Buenos Aires	< 0.05	< 0.05	1.44	< 0.05	< 200	< 200	< 20	< 190	< 190	< 5	< 340	< 340
Río Molino	< 0.05	Cauce seco	0.73	Cauce seco	< 200	Cauce seco	< 20	< 190	Cauce seco	< 5	< 340	Cauce seco
Río Carrizal	< 0.05	Cauce seco	2.13	Cauce seco	< 200	Cauce seco	< 20	< 190	Cauce seco	12	< 340	Cauce seco

de la norma canadiense, calculados a partir de la dureza del agua; cabe señalar que el LC del método de análisis del Pb utilizado en agosto de 2011 y enero de 2012 supera el LMP de la norma mexicana; y (3) agosto de 2011, cuando en el río Bacantón se detectó 440 µg/l de Zn, valor inferior al LMP de la norma mexicana, pero superior al de la norma canadiense; el LC del método de análisis del Zn supera el LMP de la norma canadiense.

En todas las cuencas, las concentraciones de Cd, Cr y Ni resultaron no cuantificables, según los métodos de análisis. El LC del método de análisis utilizado para el Cd es superior al LMP de la norma canadiense. En el caso del Cr, en agosto de 2011 y enero de 2012, el LC del método de análisis fue superior al LMP de la norma mexicana; sin embargo, en junio de 2012 el método tuvo mayor precisión y permitió detectar concentraciones inferiores a este límite.

Tanto en época de lluvias como en estiaje, las concentraciones de As encontradas estuvieron por debajo de los LMP de las normas mexicana y canadiense, o resultaron no cuantificables según el método de análisis utilizado.

En los sedimentos de los ríos Xelajú, Bacantón, Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal, las concentraciones de Hg detectadas no superaron el LMP de la norma mexicana (cuadro 4). Sin embargo, de acuerdo con la norma canadiense, estos valores se encuentran por encima del PEL y del ISQG, con excepción de los ríos Carrizal y Bacantón, donde las concentraciones de Hg detectadas fueron inferiores al PEL (ver LMP en el cuadro 2). En los sedimentos del río

Bacantón, el Hg resultó no cuantificable; el LC del método sobrepasa los valores del ISQG y de la NOAA. Las concentraciones de Hg detectadas en los sedimentos de todas las cuencas superan los niveles de la NOAA.

Las concentraciones de As, Cu, y Cr en los sedimentos de todos los ríos resultaron inferiores a los LMP de las normas mexicana y canadiense; sin embargo, en algunos casos superaron los niveles de la NOAA.

Las concentraciones de Cd y Pb en los sedimentos de todas las cuencas resultaron no cuantificables; en el caso del Cd, el LC del método fue superior a los valores del ISQG y de la NOAA. Las concentraciones de Ni y Zn en los sedimentos de todos los ríos resultaron inferiores a los LMP de las normas mexicana, canadiense y de la NOAA.

La falta de normas para metales en sedimentos es una tarea pendiente en México y otros países latinoamericanos; la legislación debe considerar los aspectos prioritarios sobre las condiciones geográficas y ambientales de los cuerpos de agua en la región (Leal-Ascencio *et al.*, 2009).

Mercurio y la ciudad de Motozintla de Mendoza

Los resultados de los análisis de metales pesados sugieren que las concentraciones de Hg detectadas en la zona de estudio superan los LMP de las normas mexicana y canadiense en el caso del agua; y los LMP de la norma canadiense y de la NOAA en el caso de los sedimentos.

Cuadro 4. Concentraciones de Cd, As, Hg, Cu, Cr, Ni, Pb y de Zn en sedimentos de los ríos Xelajú, Bacantón, Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal en época de lluvias (junio de 2012).

Cuenca	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	(mg/kg)							
Río Xelajú	1.04	< 1.73	8.45	28.09	1.29	7.12	< 0.2	3.29
Río Bacantón	0.37	< 1.73	5.62	21.96	< 0.25	9.36	< 0.2	2.25
Río Allende	1.31	< 1.73	9.63	25.33	0.74	6.73	< 0.2	3.36
Río Buenos Aires	0.53	< 1.73	32.58	23.13	0.52	7.58	< 0.2	2.72
Río Molino	0.56	< 1.73	19.03	22.98	0.81	7.37	< 0.2	4.67
Río Carrizal	0.92	< 1.73	24.08	29.68	0.31	7.10	< 0.2	2.61

Por el contrario, las concentraciones de los otros metales analizados (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) resultaron inferiores a los LMP de la norma mexicana (aunque en algunos casos superiores a los LMP de la norma canadiense y/o de la NOAA) o no cuantificables, según el método de análisis utilizado. Por esta razón, en este apartado se analiza sólo la presencia de Hg en agua y en sedimentos de los ríos antes y después de su paso por la ciudad de Motozintla de Mendoza. Antes de la ciudad se consideraron los resultados obtenidos en los puntos de aforo de los ríos Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal (tributarios del río Xelajú), y después de la ciudad se consideraron los resultados obtenidos en el punto de aforo del río Xelajú (figura 1).

Se analizaron los resultados de los cuatro muestreos de Hg en agua: dos en época de lluvia y dos en época seca, en la cual dos de los cauces se secaron por completo (cuadro 3); los datos no presentaron relación clara entre la presencia de Hg con la época del año. Sin embargo, los resultados sugieren que la presencia de Hg se detecta con mayor concentración en el caudal de salida de la ciudad de Motozintla de Mendoza,

al menos en cantidades superiores al LC, según el método de análisis. Debido a la irregularidad del comportamiento en cuanto a la aparición de Hg en agua durante los diferentes muestreos, nos enfocamos en los resultados del mes de junio de 2012, cuando hubo presencia detectable en todos los puntos muestreados, situación que no sucedió en ninguna de las otras tres épocas de muestreo.

La cantidad de Hg en agua aumentó luego de su paso por la ciudad de Motozintla de Mendoza (figura 2), aunque en ambos casos (antes y después de la ciudad), los valores detectados superaron los LMP de la norma mexicana (NOM-127) y canadiense (CEQG).

Del mismo modo, la concentración de Hg en sedimentos en junio de 2012 fue superior luego de que el río atravesó la ciudad (figura 3) y, en ambos casos, los valores detectados sobrepasaron los LMP de la norma canadiense (ISGG y PEL) y la NOAA, a pesar de que no alcanzaron el LMP de la norma mexicana (NOM-147) para suelos contaminados por metales (23 mg/kg).

Las fuentes de Hg pueden ser de origen natural o antropogénico. Las actividades volcánicas, evaporación de superficies terrestres y

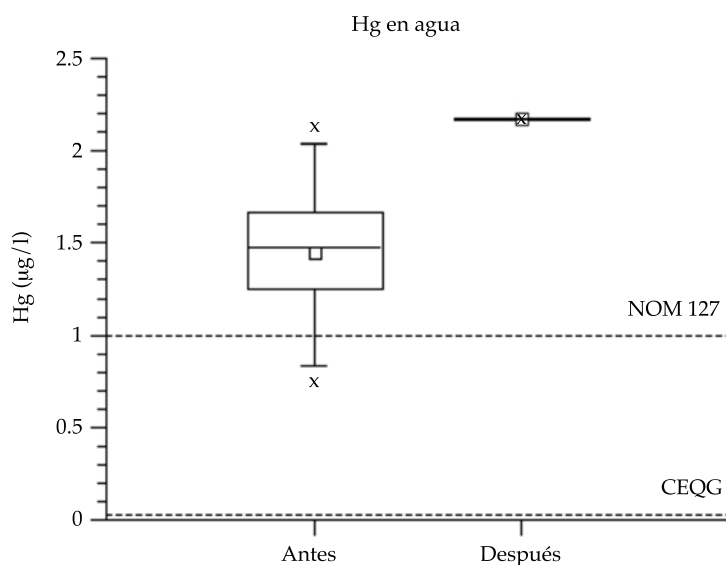


Figura 2. Concentración de Hg en agua en junio de 2012 (mediana \pm cuartil inferior y superior) antes (incluye los ríos tributarios Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal) y después (punto de aforo del río Xelajú) de su paso por la ciudad de Motozintla de Mendoza. Límites máximos permisibles por la norma mexicana (NOM-127) y la canadiense (CEQG).

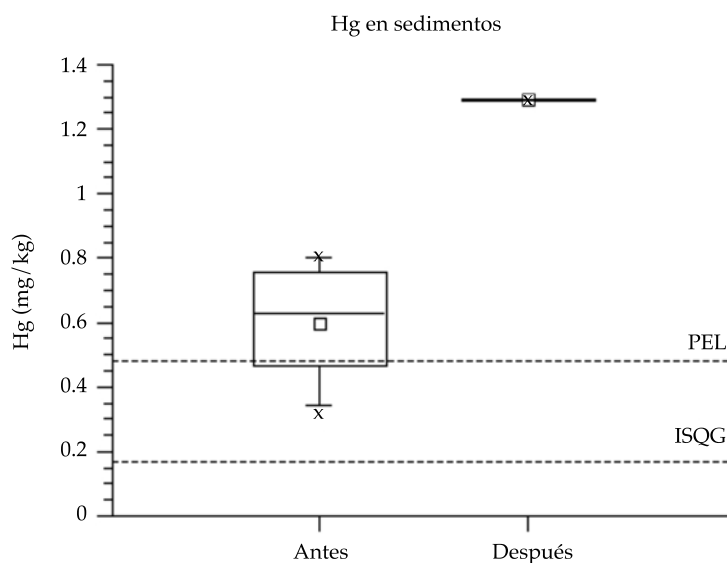


Figura 3. Concentración de Hg en los sedimentos en junio de 2012 (mediana \pm cuartil inferior y superior) antes (incluye los ríos tributarios Allende, Buenos Aires, Molino y Carrizal) y después (punto de aforo del río Xelajú) de que los ríos atraviesen la ciudad de Motozintla de Mendoza. Valores guías de calidad ambiental canadiense (ISQG y PEL).

acuáticas, degradación de minerales, incendios forestales y erosión de las rocas constituyen fuentes naturales de Hg (Pirrone *et al.*, 2010; PNUMA, 2002). También existen varias fuentes de origen antropogénico, como generación de energía y calor a partir del carbón; producción de cemento; uso de lámparas fluorescentes, faros de automóviles, manómetros, termostatos, termómetros y otros instrumentos y su rotura accidental; interruptores eléctricos; amalgamas dentales; incineración de desechos (municipales, médicos y peligrosos); vertederos de basura; crematorios; y minería, que incluye la extracción de Hg como producto principal o subproducto de la extracción de otros metales, como oro, plata o zinc (Pirrone *et al.*, 2010; UNEP, 2013).

Parte de las cantidades de Hg detectadas en la zona de estudio podría ser de origen geológico natural, teniendo en cuenta la presencia de volcanes en la región, principalmente las menores cantidades detectadas antes de que el río atraviese la ciudad de Motozintla de Mendoza. Luego de su paso por la ciudad, el aumento de

las concentraciones de Hg podría ser tanto de origen natural como de origen antropogénico, como la recepción de aguas municipales residuales sin previo tratamiento, así como debido a la remoción y acarreo de sedimentos. Sin embargo, es necesario obtener mayor cantidad de datos para confirmar lo anterior.

Conclusiones

El metal detectado en mayor frecuencia y concentración fue el Hg tanto en agua como en sedimentos. Las concentraciones de Hg aumentan luego de que el río Xelajú atraviesa la ciudad de Motozintla de Mendoza. Se detectaron otros elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn), aunque en concentraciones muy bajas o por debajo de los LMP establecidos en las normas mexicana y canadiense. Se necesita mayor información para concluir que tales metales no están afectando de manera negativa al ecosistema y la salud de las comunidades aguas abajo de la cuenca.

Agradecimientos

Agradecemos a los responsables de los laboratorios de El Colegio de la Frontera Sur, Juan Jesús Morales, en San Cristóbal de Las Casas, y Adriana Zavala Mendoza, en Chetumal, por las determinaciones de metales pesados. Reconocemos el apoyo de Anahí Hernández García, Abel Roblero Vázquez, Hugo Santacreu, Juan Suárez, Diana Norriero, Romeo Jiménez, Alejandro Alcudia y Pedro Santiago, por su colaboración en la recolección de las muestras de agua y sedimentos. Agradecemos a Andrés Sierra-Soler por su apoyo en la toma de muestras, así como por su ayuda en la obtención de información geográfica relevante del área de estudio y procesamiento de los límites de las subcuencas en la fase inicial de esta investigación. Este trabajo ha sido posible gracias al respaldo del Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación (Fordecyt) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) mediante el convenio 143303 "Gestión y estrategias de manejo sustentable para el desarrollo regional en la cuenca hidrográfica transfronteriza Grijalva", apoyado entre 2010 y 2012 por fondos concurrentes de la entonces Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental (Sernapam) del estado de Tabasco.

Referencias

- Alpers, C. N., Myers, P. A., Millsap, D., & Regnier, T. B. (2014). Arsenic Associated with Gold Mining in the Sierra Nevada Foothills: Case Study and Field Trip Guide for Empire Mine State Historic Park, California. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 79, 553-587.
- Alvarado-Arcia, A., Ilizaliturri-Hernández, C. A., Martínez-Salinas, R. I., & Torres-Dosal, A. (2014). Riesgos ambientales y de salud por metales (cadmio y mercurio) presentes en suelos y sedimentos del río Grijalva (pp. 240-256). Cap. 9. En M. González-Espinosa, & M. C. Brunel-Manse (Eds.). *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la Cuenca Grijalva*. Vol. 1. México, DF: El Colegio de la Frontera Sur y Editorial Juan Pablos.
- APHA Standard Methods (1998). *Método 2340 C* (pp. 2-37) (20 ed.). Washington, DC: APHA.
- Caballero, L., Macías J. L., García-Palomo, A., Saucedo, G. R., Borselli, L., Sarocchi, D., & Sánchez, J. M. (2006). The September 8-9, 1998 rain-triggered flood events at Motozintla, Chiapas, Mexico. *Natural Hazards*, 39, 103-126.
- CEQG (2003). *Canadian Council of Miners of the Environment*. Canadian Environmental Quality Guidelines. Recuperado de www.st-ts.cmce.ca.
- Carfantan, J.Ch. (1977). La cobijadura de Motozintla - Un paleoarco volcánico en Chiapas. Universidad Nacional Autónoma de México, *Instituto de Geología, Revista*, 1(2), 133-137.
- Castro, G., & Valdés, J. (2012). Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2), 267-281.
- Conagua (2011). *Atlas del agua en México 2011*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Copae (2010). *Situación actual del agua de los ríos Tz'alá y Quivichil en el área de influencia de la mina Marlin, ubicada en los municipios de San Miguel Ixtahuacán y Sipacapa, departamento de San Marcos, Guatemala. Tercer informe anual del monitoreo y análisis de la calidad del agua*. Comisión Pastoral Paz y Ecología. Recuperado de <http://goldcorpoutofguatemala.files.wordpress.com/2010/07/tercer20informe20anual20del20monitoreo.pdf>
- Esteves, J. E., Gil, M., & Harvey, M. (1996). *Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y materiales en suspensión de la cuenca Turbio - Gallegos*. Puerto Madryn, Argentina: Fundación Patagonia Natural.
- García-García, N., Pedraza-Garciga, J., Montalvo, J. F., Martínez, M., & Leyva, J. (2012). Evaluación preliminar de riesgos para la salud humana por metales pesados en las bahías de Buenavista y San Juan de los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Revista Cubana de Química*, 24(2), 126-135.
- Haesloop, U., & Schirmer, M. (1985). Accumulation of Orally Administered Cadmium by the Eel (*Anguilla anguilla*). *Chemosphere*, 14(10), 1627-1634.
- INEGI (1980). *Conjunto de datos vectoriales de las cartas temáticas de Geología*. México, DF: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jiménez-Cisneros, B. E. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México, DF: Editorial Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA.
- Kirschbaum, A., Murray, J., Arnoso, M., Tonda, R., & Cacciabue, L. (2012). Pasivos ambientales mineros en el noroeste de Argentina: aspectos mineralógicos, geoquímicos y consecuencias ambientales. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 29(1), 248-264.
- Laino-Guanes, R. M., Musálem-Castillejos, K., González-Espinosa, M., & Ramírez-Marcial, N. (2014). El uso del agua en Motozintla de Mendoza, Chiapas: conflictos, contaminación y posibles soluciones (pp. 445-462). Cap. 17. En M. González-Espinosa, & M. C. Brunel-Manse (Eds.). *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la Cuenca Grijalva*. Vol. 2. México, DF: El Colegio de la Frontera Sur y Editorial Juan Pablos.

- Leal-Ascencio, M. T., Miranda, S., Sánchez, E., Prieto-García, F., & Gordillo, A. (2009). Metals Pollution in the El Limon Lagoon, Chiapas, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(3), 415-421.
- MAGA (2005). *Mapa geológico*. Ciudad de Guatemala: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- NOAA (1999). *United States. Screening Quick Reference Tables*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Recuperado de <http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>
- NMX-AA-051-SCFI Norma Oficial Mexicana – Análisis de agua – Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba (2001). México, DF: Secretaría de Economía.
- NOM-127-SSA1 Norma Oficial Mexicana - Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites Permisibles de Calidad y Tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (1994). México, DF: Secretaría de la Salud.
- NOM-147-SEMARNAT/SSA1 Norma Oficial Mexicana que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio (2004). México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Ordóñez, C. E. (2010). Modos de vida de la población rural en microcuencas de las partes altas de los ríos fronterizos de México y Guatemala (pp. 14-17). En *Red de espacios de innovación socioambiental. Innovación socioambiental y desarrollo en la frontera sur de México*. México, DF: El Colegio de la Frontera Sur.
- Osores-Plenge, F., Rojas-Jaimes, J. E., & Manrique-Lara-Estrada, C. H. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: un problema de salud pública [versión electrónica]. *Acta méd. Peruana*, 29(1), 38-42. Recuperado de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1728-59172012000100012&lng=es&nrm=iso.
- Pérez-Carreras, L., Moreno-García, A. M., & González-Parra, J. (1995). Influencia de las fracciones arcilla y arena en el contenido y disponibilidad de metales pesados en suelos. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 1, 83-89.
- Pérez-Cruz, Y. G., Rangel-Ruiz, L., & Gamboa-Aguilar, J. (2013). Metales en almejas y sedimentos en la Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla" Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 23(1), 1-8.
- Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Diez, S. (2014). Speciation and Bioavailability of Mercury in Sediments Impacted by Gold Mining in Colombia. *Chemosphere*, 119, 1289-1295.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., & Telmer, K. (2010). Global Mercury Emissions to the Atmosphere from Anthropogenic and Natural Sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 5951-5964.
- Plascencia-Vargas, H., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Álvarez-Solis, D., & Musálem-Castillejos, K. (2014). Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva (pp. 29-79). Cap. 1. En M. González-Espinosa, & M. C. Brunel-Manse (Eds.). *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la Cuenca Grijalva*. Vol. 1. México, DF: El Colegio de la Frontera Sur y Editorial Juan Pablos.
- PNUMA (2002). *Evaluación mundial sobre el mercurio. Productos químicos - División de Tecnología, Industria y Economía*. Ginebra: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Programa Nacional de Desarrollo Minero 2001-2006 [en línea]. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de noviembre de 2003. Recuperado de <http://www.economia.gob.mx/files/transparencia/PRG4.pdf>.
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C., & Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología Aplicada*, 5(1-2), 149-155.
- Roblero-Morales, M. (2011). *El despertar de la serpiente, la Sierra Madre de Chiapas en riesgo: extracción minera y comunidades en resistencia en Chicomuselo, Chiapas*. Tesis de maestría. San Cristóbal de Las Casas, México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A., Santiago-Pérez, S., Méndez-Jaime, C., & Doger-Badillo, R. (1994). Study of Anthropogenically Induced Trace Metal on the Continental Shelf in the Southeastern Part of the Gulf of Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10(1), 9-13.
- Sánchez-Galan, S., Linde, A., Ayllon, F., & García-Vázquez, E. (2001). Induction of Micronuclei in Eel (*Anguilla anguilla* L.) by Heavy Metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49(2), 139-143.
- Singh, A. K., Hasnain, S. I., & Banerjee, D. K. (1999). Grain Size and Geochemical Partitioning of Heavy Metals in Sediments of the Damodar River – A Tributary of the Lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 39(1), 90-98.
- SIAM (2015). Sistema de Administración Minera [en línea]. Secretaría de Economía de México. Recuperado de <http://www.cartografia.economia.gob.mx/cartografia/#>.
- Smolders, A., Archer, J., Stassen, M., Llanos-Caverro, J. C., & Hudson-Edwards, K. (2006). Concentraciones metálicas en cabellos de habitantes de las orillas de la cuenca media del río Pilcomayo. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 19, 13-22.
- Soto-Cruz, O., Carrillo-Chávez, J., & Suárez-Sánchez, J. (2011). Concentraciones de metales y metaloides en sedimentos del río Zahuapan, Tlaxcala, México. En R.

- Jiménez-Guillen, & M. L. Hernández-Rodríguez (Eds.). *Zahuapan: río-región-contaminación* (pp. 57-78). Tlaxcala, México: El Colegio de Tlaxcala, A.C.
- Szalinska, E., Haffner, G., & Drouillard, K. (2007). Metals in the Sediments of the Huron-Erie Corridor in North America: Factors Regulating Metal Distribution and Mobilization. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 12(4), 217-236.
- UNEP (2013). *Mercury, Time to Act. Chemical Branch - Division of Technology, Industry and Economics*. Geneva: United Nations Environment Programme.
- Vázquez, G. F., Elias, D. M., Aguayo, J. E., & Baeza, A. (1996). Trace Metal Species in Aquatic Samples of the Tabasco Lagoons, Mexico. *Environment International*, 22(3), 377-382.
- Villanueva, F. S., & Botello, A. V. (1992). Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 8(1), 47-61.
- Visviki, I., & Rachlin, J. W. (1991). The Toxic Action and Interactions of Copper and Cadmium to the Marine Alga *Dunaliella minuta*, in Both Acute and Chronic Exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20(2), 271-275.
- White, P. A., & Rasmussen, J. B. (1998). The Genotoxic Hazards of Domestic Wastes in Surface Waters. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 410(3), 223-236.
- Zhang, J., Huang, W., Liu, S., Liu, M., Yu, Q., & Wang, J. (1992). Transport of Particulate Heavy Metals towards the China Sea: A Preliminary Study and Comparison. *Mar. Chem.*, 40, 161-178.

Dirección institucional de los autores

M.C. Rafaela María Laino-Guanes

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Departamento de Conservación de la Biodiversidad
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 2122 4845
rafilaino@gmail.com

Dr. Ricardo Bello-Mendoza

University of Canterbury
Department of Civil and Natural Resources Engineering
8140 Christchurch, NEW ZEALAND

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Departamento de Conservación de la Biodiversidad
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (962) 6289 800, extensión 5440
rbello@ecosur.mx

Dr. Mario González-Espinosa

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Departamento de Conservación de la Biodiversidad
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, extensión 1100
mgonzale@ecosur.mx

Dr. Neptalí Ramírez-Marcial

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Departamento de Conservación de la Biodiversidad
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, extensión 1321
neptalirm@gmail.com

Dr. Francisco Jiménez-Otárola

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)
30501 Cartago, Turrialba, COSTA RICA
Teléfono: +506 2558 2651
fjimenez@catie.ac.cr

Dr. Karim Musálem-Castillejos

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Departamento de Conservación de la Biodiversidad
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 98122 3778
k.musalem@gmail.com